

RÉFLEXIONS SUR LES CONDITIONS ÉCOLOGIQUES DES RÉINTRODUCTIONS ET RENFORCEMENTS DE POPULATIONS

Jean-Pierre RAFFIN*

Réintroductions et renforcements de populations (1) (appelés plus communément « repeuplements » par les organisations cynégétiques ou halieutiques) sont des opérations qui visent respectivement à rétablir, maintenir et restaurer, par divers moyens, une ou plusieurs populations disparues ou déclinantes. Les causes de disparition ou de déclin peuvent être artificielles (intervention directe ou indirecte de l'homme) ou naturelles (événements climatiques, géologiques, etc...)

Objets de débats théoriques ou éthiques sans fin (Wade, 1978 ; Myers, 1979 ; Greig, 1979 ; Kushlan, 1980, Dubois, 1982, Stromberg et Boyce, 1986, etc...) ces manipulations de la faune sauvage qui tendent à obtenir des populations viables autonomes s'inscrivent dans un contexte où il ne faut pas oublier, comme l'écrivent Frankel et Soulé (1981) que ceux qui se préoccupent de la conservation de la nature (catégorie dans laquelle ils se situent) « ne peuvent se payer le luxe d'élégances méthodologiques parfaites. Ce sont des soldats en guerre et les soldats doivent être pragmatiques. A la procrastination de certains scientifiques doivent être préférées des initiatives même rudimentaires, fondées sur des axes de réflexion simples ».

Les facteurs du milieu

Le milieu peut être envisagé sous deux aspects :

(a) Les conditions qu'il offre aux populations réintroduites ou en renfort, c'est-à-dire quelle est sa capacité d'accueil :

— l'existence de ressources alimentaires ou spatiales suffisantes (zone refuge, zone de reproduction, etc...) pour les adultes et les jeunes ;

— l'accessibilité à ces ressources qui peuvent être présentes, mais ne pas être utilisables ou être mal utilisées, par suite d'obstacles matériels ou « psychologiques », par suite de compétition ou de pression de prédation.

* Laboratoire d'Ecologie générale et appliquée. Université de Paris 7, 2 place Jussieu. 75251 Paris Cedex 05, France.

1. L'on peut distinguer un intermédiaire entre réintroduction et renforcement qui consiste à élargir l'aire de répartition d'une espèce en un pays ou une région donnés. Ainsi en va-t-il, en France, des réintroductions du Castor (*Castor fiber*) (Rouland, 1984) ou du Chamois (*Rupicapra rupicapra*) dans les Vosges ou le Massif central (Albaret, 1984, 1988). Il s'agit d'espèces toujours présentes en France mais qui avaient disparu de certains territoires depuis quelquefois plusieurs siècles.

(b) Les perturbations que peut entraîner une réintroduction ou un renforcement. Théoriquement une telle question ne devrait pas se poser si la connaissance de la capacité d'accueil était complète. L'expérience montre que l'omission ou la méconnaissance de certains paramètres peut conduire introductions, réintroductions ou renforcements à des mécomptes (Bouquetin, *Capra ibex*, dans le Parc National Suisse des Grisons. Schloeth, 1972 ; Chat haret, *Felis catus*, aux îles Kerguelen. Pascal, 1977, 1980). Rien ne laissait penser que cette dernière espèce s'adapterait aussi bien à un milieu qui lui semblait *a priori* hostile.

L'analyse des facteurs déterminant la capacité d'accueil peut être fort longue et complexe. Le cas posé par le sauvetage de l'Argus bleu à bandes brunes (*Maculinea arion*) en Grande-Bretagne en est un exemple. Localement abondante, au début de ce siècle, dans le sud-ouest de ce pays, l'espèce n'était plus représentée en 1964 que par 170 spécimens (Stamp, 1969). Quelques années plus tard, l'Argus bleu à bandes brunes était considéré comme éteint en Grande-Bretagne. Bien que des mesures de protection aient été prises dès les années 1930, la gestion des milieux avait été inadéquate faute d'une analyse et d'une prise en compte suffisante des différents facteurs. Or le cycle de ce papillon est particulièrement complexe. La chenille qui vit de fleurs de Thym (*Thymus drucei*) jusqu'à sa troisième mue, s'installe ensuite dans une fourmilière de *Myrmica scabrinoides* ou *Myrmica laevonoides*. Elle s'y nourrit alors de jeunes fourmis. Elle est néanmoins tolérée par les fourmis adultes qui apprécient la sécrétion sucrée qu'elle produit par une glande abdominale. Chrysalidation et émergence s'effectuent ensuite dans la fourmilière. Les mesures de protection prises sur les sites à Argus (essentiellement suppression du pâturage) conduisirent à une fermeture des milieux. Comme l'écrivait Stamp (1969), trente ans après la mise en réserve intégrale de l'un des sites, Crackington Haven (Cornouailles), l'on y trouvait plus ni Thym, ni fourmis, ni Argus...

Une gestion des autres sites à Argus, associant l'usage du feu, de désherbants chimiques au pâturage d'ovins, bovins (et lapins) fut bien lancée, mais trop tard pour maintenir et restaurer les dernières populations anglaises autochtones. Il faudra peu à peu reconstituer les conditions de milieu avant de tenter, dans les années 1980, une réintroduction de spécimens venus de Suède. D'après Thomas et Elmes (1987), cette opération a été couronnée de succès.

L'échec, après des débuts prometteurs, de la réintroduction du Troglodyte chanteur (*Cyphorhinus arada*) dans l'île de Barro Colorado (Panama) est un autre exemple de la difficulté d'appréhender les différents facteurs du milieu. Lovejoy et Oren (1981) montrent que les spécimens réintroduits dans cette île (résultant de la mise en eau du lac de Gatun en 1914) se sont bien reproduits les premières années, mais qu'une population stable n'a pu s'établir. Les causes invoquées par ces auteurs sont diverses :

- la prédation exercée par le Coati (*Nasua narica*) en densité très forte sur ce territoire insulaire par suite de l'absence de prédateurs qui puissent en limiter les effectifs ;

- le manque de cours d'eau dont les rives broussailleuses fournissent des sites de nidification peu accessibles au Coati.

Faute de disposer de tels sites sur Barro Colorado, le Troglodyte chanteur a installé ses nids le long des sentiers parcourant l'île (sentiers destinés, pour une bonne part, aux déplacements des chercheurs assurant le suivi de l'évolution du milieu). Or ces sentiers sont aussi fréquentés par le Coati, ce qui aurait eu pour effet d'accroître l'efficacité de la prédation.

Il est d'autres cas où de telles opérations ont réussi au-delà des espérances de leurs promoteurs, ce qui n'a pas été sans conséquences pour le milieu d'accueil dont les capacités avaient été surestimées. Ainsi les premières phases de la réintroduction du Bison de plaine (*Bison bison*) au Canada ont-elles été marquées de péripéties liées à la croissance rapide du troupeau réintroduit. En 1906, le Canada acheta à deux éleveurs du Montana (Etats-Unis) ce qui semble bien être l'un des deux derniers troupeaux de bisons de plaine sauvages d'Amérique du Nord. Capturés après une poursuite épique de six semaines où vingt chevaux seront tués et quatre cow-boys blessés (Bridges, 1938), les premiers animaux furent conduits en 1907 dans l'Alberta (Lawrence, 1983). Ils furent hébergés dans un territoire enclos de 41 km² qui deviendra ultérieurement le Parc National d'Elk Island. La plupart n'y firent qu'un court séjour et sont transférés plus au nord dans une zone qui sera transformée, en 1922, en Parc national de Wood Buffalo. Sont restés à Elk Island, 48 jeunes bisons. Ils se multiplièrent, passant de 106 en 1915, à 729 en fin 1927. Alors le surpâturage commença, car les autres grands herbivores du territoire (Orignal, *Alces alces* ; Wapiti, *Cervus canadensis*) firent aussi preuve d'une croissance démographique rapide. Les responsables durent engager une politique de limitation. 230 bisons furent abattus en 1928. Cela ne suffit pas. Les bisons atteignirent un effectif de 2 000 têtes en 1935. Des abattages périodiques furent alors pratiqués (7 000 bisons éliminés entre 1935 et 1972) auxquels s'ajouta la fourniture d'animaux à des parcs zoologiques et des fermes d'élevage pour la viande et la peau (Lothian, 1987). Actuellement, il reste 500 bisons de plaine dans le Parc national d'Elk Island, effectif jugé raisonnable en fonction des disponibilités alimentaires.

Ces trois exemples montrent la diversité des situations auxquelles il faut faire face en cas de réintroduction. Peut-on en tirer des « recettes » au-delà des idées générales, à savoir que :

- la maîtrise des conditions de milieu est primordiale pour garantir le long terme ;
- meilleures sont les connaissances, tant de la biologie de l'espèce réintroduite que du milieu d'accueil, meilleures sont les chances de réussites...
- l'on ne saurait penser à tout. Il est donc prévisible que les opérations seront l'occasion de modifications (adaptations) en cours de route et que la nécessité d'un suivi et de la prise en compte du long terme sont donc à envisager dès le commencement des opérations.

Même s'il concerne une introduction de sauvetage, le cas du lâcher de *Chrysocarabus olympiae* dans le Parc national des Ecrins (Malaus et Drescher, 1987) montre ce qu'il peut advenir en l'absence de maîtrise du milieu et d'un suivi. Le site hébergeant une population de cette espèce à effectif réduit, en Italie, devant être irrémédiablement détruit, un essai de sauvetage a été tenté. Après capture et mise en élevage, des spécimens de *Chrysocarabus olympiae* ont été lâchés dans un site aux conditions de milieu équivalentes à celles de leur territoire d'origine. Après un suivi de deux années, l'expérience a été interrompue. Un terrain de camping s'est installé sur le site du lâcher qui se trouve dans la zone périphérique du Parc des Ecrins.

Reste en suspens la question de l'autonomie évoquée au début de ce chapitre. Quelle autonomie ? Le concept conduit à y voir le contraire de l'artificiel, de l'intervention humaine. Mais dans des pays comme le nôtre, l'homme n'est-il pas depuis longtemps un facteur biotique incontournable ? Ne le devient-il pas, ailleurs, ne serait-ce que par l'influence directe ou indirecte des pollutions à longue

distance qu'il dispense généreusement à la surface de la planète ? L'autonomie ne peut donc qu'être relative. Sauf à attendre un cataclysme naturel ou provoqué par l'ingéniosité de notre espèce, sauf à croire que les suites laisseraient la nature « reprendre ses droits » durablement, il semble peu raisonnable de penser que l'on puisse retrouver en Europe une situation où l'homme de « dominant » deviendrait, comme les autres espèces, « dominé » par les « forces naturelles ». N'est-ce pas une situation qui prévaut depuis fort longtemps pour nombre d'espèces de notre faune ?

Certains avaient estimé que la réintroduction du Vautour fauve (*Gyps fulvus*) dans les Cévennes, grâce à l'établissement de charniers était une opération par trop artificielle. Mais ne peut-on pas se demander si l'existence du Vautour fauve dans cette région est liée à la présence ancienne d'Ongulés sauvages auxquels s'est peu à peu substitué un bétail domestique (ovin surtout), ou à l'apparition et à l'extension d'un élevage d'origine méditerranéenne ? Dans les Cévennes, le Vautour fauve s'est-il adapté à un changement de ressources alimentaires ou a-t-il accompagné l'homme lorsqu'il y a développé l'élevage ?

Les projets de nourrissage, voire de réintroduction ou renforcement de population de l'Ours brun (*Ursus arctos*) dans les Pyrénées ou ailleurs soulèvent bien des questions tournant autour du thème de l'artificialisation. Cependant, comme le fait remarquer Hainard (1987) « la vie de l'Ours telle qu'il la connaît dans les Pyrénées est-elle absolument naturelle ? La peur de l'homme qui le chasse des lieux fréquentés, tout à fait innée ? (...) Le mouton n'est pas un élément de la faune pyrénéenne naturelle, pas plus que le maïs ou la pomme de terre, de sa flore. Abandonner quelques bêtes crevées aux ours est-ce une tricherie ou une réparation ? Des artifices comme le nourrissage, les réintroductions, ne sont-ils pas des compensations d'autres artifices ? Pour rétablir un équilibre plus équivalent à l'équilibre spontané ? ».

Il y a vingt ans, Stamp (1969) s'interrogeait déjà sur l'influence prépondérante de l'homme. Relatant que la pose de nichoirs avait grandement favorisé l'extension de l'aire de répartition du Gobe-mouche noir (*Ficedula hypoleuca*) en Grande-Bretagne, cet auteur posait la question (sans apporter de réponse) : peut-on justifier que l'homme devienne un facteur biotique dominant ? A-t-on le choix ? Si l'on examine quelques exemples de réintroductions ou renforcements de populations anciens, réussis ou non, l'on constate que le degré d'intervention sur le milieu varie beaucoup. Différents cas de figure peuvent se présenter :

— Pas d'intervention volontaire sur le milieu :

- Bouquetin (*Capra ibex*) dans les Alpes (Couturier, 1962 ; Schloeth, 1972)
- Chamois (*Rupicapra rupicapra*) dans le Massif Central (Albaret, 1984, 1988)
- Castor (*Castor fiber*) en diverses régions de France (Rouland, 1984)
- Salmonidés (*Salmo salar*, *Salmo trutta*) en France (Thibault, 1982)
- Alligator (*Alligator mississippiensis*) dans les Everglades (Jacobsen et Kushlan, 1986)
- Rôle des bois (*Tricholimnas sylvestris*) dans l'île de Lord Howe (Dixon, 1986)
- Grand Duc (*Bubo bubo*) en Suède (Mörner, 1986)
- Renard agile (*Vulpes velox*) au Canada (Herrero *et al.*, 1986)
- Oryx (*Oryx leucoryx*) en Oman (Stanley-Price, 1986)
- Lynx (*Lynx lynx*) en Suisse (Breitenmoser et Haller, 1987) et dans les Vosges (Herrenschmidt et Léger, 1987)

— Amélioration des ressources alimentaires ou des sites de reproduction soit par fourniture permanente ou temporaire de ces ressources (compléments alimentaires, affouragements, agrainages, nichoirs, etc...) soit par gestion dirigée du milieu (plantation, fauche, etc...)

- Bouquetin (*Capra ibex*) dans les Tatras (Turcek, 1951)
- Bison (*Bison bonasus*) en Pologne (Raczynski, 1983)
- Vautour fauve (*Gyps fulvus*) dans les Cévennes
- Repeuplements en petit gibier

— Elimination de prédateurs (terrestres ou aquatiques)

- Repeuplements en petit gibier et en poissons

— Reconstitution et gestion dirigée de milieu

• Argus bleu à bandes brunes (*Maculinea arion*) en Grande-Bretagne (Stamp, 1969 ; Thomas et Elmes, 1987).

Tout dépend, en fait, des facteurs de régression ou de disparition de la population ou de l'espèce. Il est évident que réintroduire ou renforcer une population dont la cause de disparition ou de déclin est simple (prélèvement) nécessite une artificialisation beaucoup moins poussée que lorsqu'il s'agit de reconstituer des conditions de milieu complexes.

A y regarder de plus près, la question de l'autonomie, du « naturel » ou de l'« artificiel » est, en certains cas, plus fictive que réelle. Pour prendre le cas de l'Ours brun (*Ursus arctos*) en plusieurs pays d'Europe, il est manifeste que l'animal tire partie de certaines activités humaines (élevage, cultures, aménagements forestiers). Il y est néanmoins considéré comme « sauvage ». En revanche, lorsque des ressources alimentaires lui sont fournies, certains n'hésitent pas à invoquer le risque de l'artificialisation, de la dépendance vis-à-vis de l'homme. La seule différence entre « sauvage », « naturel » et « artificiel » semble alors provenir du fait que dans le premier cas, l'animal donne l'impression de choisir au gré des saisons ou de son humeur une ressource qui ne lui est pas directement destinée, alors que, dans le second cas, cette ressource lui est fournie. La distinction n'est-elle pas spéceieuse ?

Peut-on édicter, en fin de compte, des normes valables pour toutes les espèces, toutes les situations ?

Le précepte souhaitable, intuitif... devrait être « le moins » d'artificialisation possible, qu'elle soit transitoire ou durable.

Combien de fondateurs ? D'où ? Pendant combien de temps ?

Le problème des conditions de milieu étant supposé résolu restent deux questions :

— Combien de spécimens doit-on utiliser pour espérer recréer ou restaurer une population viable ?

— Quelle doit être la provenance des spécimens (origine géographique, à partir d'animaux d'élevage ou non, etc...)

Les réponses à la première question sont d'ordre démographique, génétique et éthologique. Celles concernant la seconde sont d'ordre écologique, génétique et éthologique.

Face aux effets de l'insularité, de la consanguinité et de la régression puis souvent de la disparition d'espèces animales, les biologistes se sont interrogés depuis de nombreuses années, tant sur les effectifs minimums requis que sur l'aire suffisante de territoire contrôlé susceptible d'assurer la pérennité des populations des espèces menacées (et de celles qui pourraient l'être demain).

A l'aide d'arguments tirés de la génétique et de la biologie évolutive, Franklin (1980) estime à 50, puis 500, l'effectif minimal d'une population viable génétiquement. Frankel et Soule (1981) reprennent à leur compte ces chiffres tout en reconnaissant les limites des méthodes d'estimation, les dangers d'extrapolation de modèles qui n'intègrent pas suffisamment la diversité des situations démographiques et des stratégies de reproduction. Shaffer (1981) s'essaye, à partir de données sur le Grizzly (*Ursus arctos horribilis*) dans le Parc du Yellowstone, à simuler quelles y sont les chances de survie de l'animal. Il en conclut que des populations de moins de 30 à 70 grizzlys occupant moins de 2 500 à 7 400 km² ont moins de 95 % de chances de survie sur une durée de 100 ans. Prolongeant ses investigations, Shaffer (1984) estime qu'une population autonome génétiquement viable devrait être, dans le Parc du Yellowstone d'au moins 70-90 grizzlys, pour avoir une espérance de vie supérieure à 100 ans. L'auteur précise que ces chiffres ne sauraient être extrapolés à d'autres populations et à d'autres espèces.

Pour Dubois (1982), qui reprend les vues de Greig (1979), cette crainte de la consanguinité liée à de petits effectifs, « cette idée de la nature nécessairement délétère, dans tous les cas, de la consanguinité, relève plus du mythe que de la théorie scientifique ». Le succès de quelques introductions ou réintroductions à partir d'effectifs fondateurs théoriquement inadéquats n'est pas faite pour clarifier le débat.

— Le Cerf d'Indonésie (*Cervus (rusa) unicolor hippelaphus*) introduit par 12 spécimens en 1870 en Nouvelle-Calédonie, atteignait, selon les estimations, près de 200 000 tête en 1957 (Barrau et Devambe, 1957).

— Le Bouquetin des Alpes (*Capra ibex*) dont plusieurs populations florissantes peuplent actuellement l'arc alpin, ne doit son existence actuelle qu'à « quelques spécimens » (Hainard, 1948 ; Couturier, 1962 ; Tarena, 1965) rescapés de la chasse et protégés activement dans le Valsavaranche par le roi Victor-Emmanuel II en 1856-1857. Des réintroductions effectuées à partir des descendants de ce stock ont donné de bons résultats (40 individus réintroduits entre 1920 et 1950 dans le Parc national suisse des Grisons donnaient 280 têtes en 1959-1963. Couturier, 1962 ; Schloeth, 1972). Les 14 spécimens réintroduits entre 1928 et 1935, également en Suisse, au Mont Pleureur, fournissaient une population de 470 têtes en 1960 (Couturier, 1962).

— Le Bison de plaine (*Bison bison*) dans le Parc national d'Elk Island a été, comme on l'a vu précédemment, réintroduit à partir d'un faible effectif (48 têtes). Il ne semble pas qu'il y ait eu, 80 ans après, d'autres problèmes que des problèmes sanitaires liés à une infestation d'origine extérieure au troupeau. Mais il est cependant à noter que cette population a fait l'objet d'une gestion active (Lothian, 1987). L'histoire du groupe dont provenaient ces 48 bisons laisse supposer un effectif fondateur particulièrement faible. Selon Bridges (1938), à la fin du XIX^e siècle, Coyote-qui-marche, un indien Pendant d'Oreille, qui longtemps avait vécu de la traite des fourrures au Canada, eut la prescience que le Bison deviendrait, avant peu, une « denrée » rare, donc demandée et rémunératrice. Il encercla donc un petit troupeau dans l'Alberta, lui fit traverser la frontière des Etats-Unis et gagner la réserve de Flathead (Montana). Il ne réussit à garder que 4 jeunes

bisons, les autres ayant été tués ou s'étant échappés lors du voyage. Quelques années plus tard, ce seront 13 bisons que Coyote-qui-marche vendra 2 000 \$ à deux métis habitant la réserve, Michael Pablo et Joseph Allard. Le troupeau prospéra, atteignit 400 puis 700 têtes. Michael Pablo apprenant que le gouvernement américain avait l'intention d'ouvrir la réserve de Flathead aux colons blancs, se rendit à Washington pour essayer d'y négocier son troupeau de bisons. Ce fut un échec. Lassés par son insistance, les fonctionnaires rencontrés ne lui offrirent que 7 \$ par Bison. Michael Pablo refusa de vendre à ce prix, menaça de tuer les animaux. C'est alors qu'il rencontra en 1906, le Haut Commissaire aux parcs nationaux canadiens, Howard Douglas, qui cherchait des Bisons pour son pays. Il offrit à Michael Pablo 200 \$ par Bison vivant conduit à la station de chemin de fer de Ravalli. L'affaire fut conclue et 716 bisons livrés au Canada de 1907 à 1912 (Lothian, 1987).

— Les promoteurs de la réintroduction récente de l'Oryx (*Oryx leucoryx*) à Oman, tout en n'écartant pas l'éventualité, à terme, d'un problème génétique, compte tenu du faible effectif fondateur (17 individus) estiment que ce n'est pas là un risque majeur (Stanley-Price, 1986).

L'on pourrait objecter que ces quelques exemples concernent des herbivores sociaux, longévifs, à fort taux de reproduction et à la biologie plus « simple » que celle de prédateurs. Les réintroductions de prédateurs sont plus récentes : Lynx (*Lynx lynx*) en Suisse de 1971 à 1976 (Breitenmoser et Haller, 1987), Grand Duc (*Bubo bubo*) en Suède entre 1970 et 1980 (Mörner, 1986), Renard agile (*Vulpes velox*) au Canada en 1983-1984 (Herrero *et al.*, 1987), Loutre (*Lutra lutra*) en Grande-Bretagne en 1984 (Jefferies *et al.*, 1987), Lynx (*Lynx lynx*) en France de 1983 à 1987 (Herrenschmidt et Léger, 1987). Exception faite du cas du Grand Duc en Suède, ces opérations ont été menées avec de faibles effectifs fondateurs.

Dans un domaine où l'on manque du recul nécessaire pour les cas les plus récents et où les plus anciens n'ont pas toujours été, c'est le moins que l'on puisse dire, accompagnés d'un suivi scientifique, l'empirisme semble de règle. Mais la méthode expérimentale n'est-elle pas la meilleure ?

Divers auteurs posent la question de la diversité génétique des populations réintroduites (Myers, 1979 ; Frankel et Soulé, 1981 ; Beardmore, 1983 ; Herrero *et al.*, 1986 ; Stromberg et Boyce, 1986 ; Lyle et May, 1987). Les réponses sont diverses. Pour Myers (1979), le maintien de la diversité est l'objectif majeur. Frankel et Soulé (1981) avancent que le mélange d'individus provenant de populations génétiquement différentes dans le but d'augmenter l'hétérozygotie peut présenter des risques (diminution de la fertilité ou de la viabilité des produits). Pour Beardmore (1983), il n'y a pas de preuves solides que la diversité génétique ait une signification adaptative, donc soit une nécessité.

Lyle et May (1987), tout en reconnaissant que l'apport initial de cette diversité est important, constatent qu'il n'est peut-être pas toujours possible, pour de multiples raisons. Les réintroductions ou renforcements de populations concernent des espèces aux effectifs déclinants. La capture de specimens, leur lâcher après élevage (afin de multiplier le nombre d'individus) ou non, l'utilisation d'un stock d'animaux captifs depuis quelques années (*Pociliopsis occidentalis* en Arizona, Vrijenhoek *et al.*, 1985 ; *Bison bonasus* en Pologne, Hainard, 1948 ; Raczyński, 1983) visent des espèces ou des populations qui ont déjà perdu une bonne part de leur variabilité génétique.

C'est pour éviter un tel écueil éventuel qu'Herrero *et al.* (1986) ont cherché à mélanger des animaux provenant de diverses populations des Etats-Unis lorsqu'ils

ont réintroduit le Renard agile (*Vulpes velox*) au Canada. Ils espéraient ainsi que la sélection naturelle produirait ensuite le génotype adapté aux conditions locales.

Ce type de protocole peut conduire à un échec. Cité par Turcek (1951), repris par Greig (1979), l'exemple de la réintroduction manquée du Bouquetin (*Capra ibex*) dans les Tatras illustre quelle déconvenue peut arriver. Afin d'augmenter la diversité génétique, les responsables de cette opération avaient choisi des bouquetins d'origines différentes (Autriche, Turquie et Sinaï). Mais les produits fertiles issus de ce mélange ont eu un comportement reproducteur qui, en quelques années, entraîna, par inadaptation au climat local, la disparition de la population réintroduite. En effet, dans cette population, le rût se produisait tôt en saison d'où une mise bas au plus fort de l'hiver (février-mars au lieu de mai-juin) et une mortalité juvénile considérable. Dans le « mélange », le sang « méridional » avait été dominant.

Malgré ce contre-exemple dont les conséquences eussent vraisemblablement pu être évitées par une analyse préalable plus fine de la biologie des différentes populations souches, le recours à une certaine diversité génétique apparaît souhaitable. Enfin, si choix il y a, vaut-il mieux utiliser des spécimens provenant de populations adaptées à des conditions de vie similaires à celles que présente le milieu d'accueil retenu, ou des spécimens issus de populations proches géographiquement (et donc *a priori* plus proches génétiquement) ? Faute d'avoir trouvé des données bibliographiques sur une telle éventualité de choix et sur les avantages et inconvénients réels ou supposés, la question reste pour nous théorique. Intuitivement nous pencherions pour la première solution.

Au rang des facteurs de réussite de telle ou telle de ces opérations s'inscrit le temps. Il n'est cependant pas possible de définir un pas de temps idéal. Chaque expérience semble unique. La seule chose que l'on puisse dire est qu'il faut avoir à l'esprit la durée, lorsque l'on se lance dans ce type d'entreprise. C'est investir régulièrement pendant plusieurs années, prévoir dès le début l'approvisionnement en spécimens, l'équipe ou les équipes qui assureront le suivi et moduleront les interventions en fonction des résultats. En clair, cela signifie des engagements pluriannuels en moyens humains et matériels d'origine publique et (ou) privée, sans que l'on puisse garantir la réussite. Ce n'est pas l'un des moindres obstacles à ce type d'entreprise.

Autochtones et immigrés

En plus des questions soulevées par les facteurs du milieu, la qualité et la quantité des individus réintroduits, le cas des renforcements de population pose un problème particulier, celui de l'influence sur la population relictuelle des « immigrés ».

Deux cas peuvent être envisagés :

— Les « immigrés » le sont de fraîche date et sont issus d'autochtones capturés et multipliés par élevage. Ce fut par exemple le cas du renforcement de la population de Râle des bois de l'île de Lord Howe (*Tricholimnas sylvestris*) réalisé dans les années 1980 (Dixon, 1986) et de certains repeuplements en Salmonidés effectués en France depuis la seconde moitié du XIX^e siècle (Thibault, 1982).

La première opération a été couronnée du succès. Les secondes sont l'objet de vives critiques qui s'adressent surtout aux conditions d'utilisation de la méthode

(méconnaissance des stocks naturels, milieux d'accueil dégradés, pratiques de pêche annihilant l'effort de repeuplement, etc...). Thibault (1982) signale que la Suède, après avoir largement pratiqué ces repeuplements de 1920 à 1960, les a abandonnés, car il n'apparaissait pas qu'ils aient eu, sur le long terme, d'effets significatifs sur les stocks naturels.

— Les « immigrés » sont de souche lointaine (dans l'espace) ou proviennent de souches sauvages locales longtemps maintenues en captivité.

C'est le cas de très nombreux repeuplements en petit gibier entrepris en France depuis les années 1950. Ces renforcements ne semblent pas avoir eu les résultats escomptés pour les mêmes raisons, en partie, que celles invoquées par Thibault (1982) pour les Salmonidés (voir par exemple : Biadi, 1982, 1984 ; Birkan, 1971, 1982 ; Farthouat, 1983 ; Jullian, 1984 ; Lamberet, 1984 ; Peroux, 1984 ; Viallard, 1985 ; Le Garzic et Loidon, 1985 ; Catusse *et al.*, 1988).

L'influence de tels lâchers sur les populations relictuelles semblerait plutôt négative (Clarke, 1954 ; Lefeuvre *et al.*, 1981), mais il faut bien convenir qu'il y a peu d'études suffisamment poussées en ce domaine (hormis des analyses ayant trait à l'aspect sanitaire : introduction de maladies, de parasites, etc...). Des éléments quantitatifs sont fournis sur le nombre de couples ou d'individus lâchés, leur taux de survie (en général faible). Fort peu d'éléments précisent le destin tant des immigrés s'appariant avec les autochtones que des autochtones confrontés aux immigrés (Birkan, 1971 ; Catusse *et al.*, 1988).

Et l'homme ?

Comme on l'a vu à maintes reprises, l'homme est un facteur que l'on ne peut négliger, qu'il soit l'agent direct ou indirect de la disparition ou de la régression, et, à plus forte raison de la « réparation ». Ce n'est pas nouveau. Milne-Edwards (1850), en préconisant le repeuplement de nos cours d'eau en Salmonidés souhaitait « compenser les dégradations occasionnés par les pollutions, les barrages » tout en accroissant les ressources alimentaires du pays. Hainard (1987), déjà cité, parle, à propos de l'Ours brun de « rétablir un équilibre plus équivalent à l'équilibre spontané ». Simon (1988), en un article récent où certains ont vu de la provocation posait bien le problème : « l'environnement sera dans tous les domaines ce que l'homme voudra qu'il soit ». Sous une forme différente, Herrero *et al.* (1986) ne dirent pas autre chose lors de la polémique née de la réintroduction du Renard agile (*Vulpes velox*) au Canada. Le protocole adopté heurtait les tenants d'une certaine pureté génétique (Stromberg et Boyce, 1986, par exemple). A ceux-là, Herrero *et al.* (1986) répondirent que les données biologiques influencent certes, mais ne dictent pas forcément, les choix humains. Si les Canadiens avaient choisi de revoir du Renard agile, même d'un génotype mêlé « étranger », c'était là une décision des Canadiens. Les considérations scientifiques devaient être à la base de cette décision mais elles ne pouvaient en être l'unique élément. Mieux valait du Renard agile « sang mêlé » que pas de Renard agile du tout...

La prise en compte du facteur humain doit cependant dépasser le cadre de ceux qui sont les acteurs ou les bénéficiaires directs des réintroductions ou renforcements. L'intégration des facteurs de l'environnement social humain peut être aussi important pour la réussite de tel ou tel projet que l'analyse de la structure de la végétation, de caractères physico-chimiques ou de la prédation.

Il n'en reste pas moins que, quels que soient les aspects perçus comme innovants et positifs des réintroductions ou renforcements de populations, l'on ne peut s'empêcher de penser avec Frankel et Soulé (1981) que « la tâche des biologistes conservationnistes, pour l'époque actuelle, est plutôt de prévenir l'extinction que de créer de nouvelles formes de vie ». Ce serait plus rationnel (et moins coûteux). Mais l'homme est-il vraiment un animal raisonnable ?

REFERENCES

- ALBARET, M. (1984). — Suivi d'une population de chamois récemment introduite dans le Massif central. *Bull. ONC.*, 84 : 25-30.
- ALBARET, M. (1988). — La chasse au Chamois dans le Cantal. Modalités de gestion et bilan des trois premières années. *Bull. ONC.*, 121 : 28-32.
- BARRAU, J. & DEVAMBEZ, L. (1957). — Quelques résultats inattendus de l'acclimatation en Nouvelle-Calédonie. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, 11 (104) : 324-334.
- BEARDMORE, J. (1983). — Extinction, survival and genetic variation. in C. Schoenwald *et al.* (eds). *Genetics and Conservation : A Reference for Managing Wild Animal and Plant Populations*. Benjamin Cummings Publishing Co, Menlo Park, Calif.
- BIADI, F. (1982). — Problèmes posés par l'acclimatation à la nature des oiseaux gibiers issus d'élevage. *C. R. Soc. Biogéogr.*, 59 (3b) : 357-368.
- BIADI, F. (1984). — Le Lièvre : repeuplement et gestion. *Bull. ONC.*, 83 : 51-52.
- BIRKAN, M. (1971). — Réussite des lâchers de Perdrix grise (*Perdix perdix* L.) et Perdrix rouge (*Alectoris rufa* L.) d'élevage. *Actes X^e Congrès de l'Union internationale des Biologistes du Gibier*. ONC-CNRS.
- BIRKAN, M. (1982). — Influence de l'homme sur la répartition géographique de quelques espèces de Gallinacés-gibier en France. *C. R. Soc. Biogéogr.*, 59 (3b) : 369-382.
- BREITENMOSER, U. & HALLER, H. (1987). — La réintroduction du Lynx (*Lynx lynx* L., 1758) : une appréciation après 15 ans d'expérience en Suisse. *Ciconia*, 11 (2) : 119-130.
- BRIDGES, T.C. (1938). — *Les réserves de bêtes sauvages*. Payot, Paris.
- CATUSSE, M., GOUDENECHÉ, D., BIADI, F. & MARCHANDEAU, S. (1988). — Repeuplement en perdrix rouge (*Alectoris rufa*) dans le sud ouest de la France. *Bull. ONC.*, 126 : 5-16.
- CLARKE, C.H.D. (1954). — The Bobwhite quail in Ontario. *Tech. Bull. Fish and Wildlife Serv.*, 2.
- COUTURIER, M. (1962). — *Le Bouquetin des Alpes*. Allier. Grenoble.
- DIXON, A.M. (1986). — Captive management and the conservation of birds. *Int. Zoo Yb.*, 24/25 : 45-49.
- DUBOIS, A. (1982). — Renforcement de populations et pollution génétique. *C. R. Soc. Biogéogr.*, 59 (3a) : 285-294.
- FARTHOuat, J.P. (1983). — Résultats des expériences menées en France sur la Perdrix rouge (*Alectoris rufa*). *Bull. ONC.*, 69 : 10-15.
- FRANKEL, O.H. & SOULE, M.E. (1981). — *Conservation and Evolution*. Cambridge University Press. Cambridge.
- FRANKLIN, I.R. (1980). — Evolutionary change in small populations ; in M.E. SOULE & B.A. WILCOX (eds). *Conservation Biology : An Evolutionary Ecological Perspective*. Sinauer Associates, Sunderland, Mass.
- GREIG, J.C. (1979). — Principles of genetic conservation to wildlife management in Southern Africa. *S. Afr. J. Wildl. Res.*, 9 (3/4) : 57-78.
- HAINARD, R. (1948). — *Les Mammifères sauvages d'Europe*. Delachaux et Niestlé. Neuchatel.
- HAINARD, R. (1987). — A propos d'un livre... *Cour. Nat.*, 107 : 43.
- HERRENSCHMIDT, V. & LEGER, F. (1987). Le Lynx, *Lynx lynx* (L.), dans le Nord-Est de la France. La colonisation du massif jurassien français et la réintroduction de l'espèce dans le massif vosgien. *Ciconia*, 11 (2) : 131-151.
- HERRERO, S., SCHROEDER, C. & SCOTT-BROWN, S. (1986). — Are canadian foxes swift enough ? *Biol. Conserv.*, 36 : 159-167.

- JACOBSEN, T. & KUSHLAN, J.A. (1986). — Alligators in natural areas : choosing conservation policies consistent with local objectives, *Biol. Conserv.*, 36 : 181-196.
- JEFFERIES, D.J., WAYRE, P., JESSOP, R.M. & MITCHELL-JONES, A.J. (1986). — Reinforcing the native Otter *Lutra lutra* population in East Anglia : an analysis of the behavior and range development of the first release group. *Mammal Rev.*, 16 : 65-79.
- JULLIAN, C. (1984). — Le repeuplement en perdrix : expérimentations dans le département du Rhône. *Bull. ONC.*, 83 : 30-32.
- KUSHLAN, J.A. (1980). — Reintroduction of indigenous species to natural ecosystems. *Environ. Manag.* 4 : 93-94.
- LAMBERET, D. (1984). — Le suivi technique des opérations de repeuplement en perdrix. *Bull. ONC.*, 83 : 25-26.
- LAWRENCE, R.D. (1983). — *Canada's National Parks*. Collins, Toronto.
- LEFEUVRE, J.C., RAFFIN, J.P. & De BEAUFORT, F. (1981). — Protection, conservation de la nature et développement. In *Journées sur l'écodéveloppement. Paris. Septembre 1979*. CNRS. INRA. MEV. Paris.
- LE GARZIC, M. & LOIDON, Y. (1985). — Groupement d'intérêts cynégétiques du Leguer. Reconstitution d'une population de lièvres. *Bull. ONC.*, 91 : 18-19.
- LOVEJOY, T.E. & OREN, D.C. (1981). — The minimum critical size of ecosystems. *Ecol. Stud.*, 41 : 7-12.
- LOTHIAN, W.F. (1987). — *Petite histoire des parcs nationaux canadiens*. Environnement Canada, Ottawa.
- LYLE, A.M. & MAY, R.M. (1987). — Problems in leaving the ark. *Nature*, 326 : 245-246.
- MALAUSSA, J.C. & DRESCHER, J. (1987). — Elevage et acclimatation de carabes : un exemple d'action pour la protection d'un groupe très collectionné. *Bull. OPIE.*, 21 (4/67) : 67-79.
- MILNE-EDWARDS H. (1850). — Rapport sur la pisciculture adressé à M. le Ministre de l'Agriculture et du Commerce. *Ann. Sci. Nat. (Zool.)*, 14 : 53-67.
- MORNER, T. (1980). — Zoological gardens and the conservation of wildlife in Sweden. *Int. Zoo Yb.*, 24/25 : 189-192.
- MYERS, N. (1979). — *The Sinking Ark*. Pergamon Press, Oxford.
- PASCAL, M. (1977). *Contribution à l'étude de la structure et de la dynamique de la population de chats haret de l'archipel de Kerguelen*. Thèse de 3^e cycle. Université de Paris VI.
- PASCAL, M. (1982). — L'introduction des espèces mammaliennes dans l'archipel des Kerguelen (Océan Indien Sud). Impact de ces espèces exogènes sur le milieu insulaire. *C. R. Soc. Biogéogr.*, 59 (2) : 257-267.
- PEROUX, R. (1984). — Résultats des opérations de repeuplement en perdrix dans la région Massif central (Auvergne-Limousin-Dordogne). *Bull. ONC.*, 83 : 27-29.
- RACZYNSKI, J. (1983). — Le Bison d'Europe. *Bull. ONC.*, 69 : 17-28.
- ROULAND, P. (1984). — Le Castor (*Castor fiber* L.). Capture et réintroduction. Contribution à la gestion de l'espèce. *Bull. ONC.*, 78 : 19-26.
- SCHLOETH, R.F. (1972). — Die Entwicklung des Schalenwildbestandes im Schweizerischen Nationalpark von 1918 bis 1971. *Schweiz. Z. Forstwesen.*, 123 : 565-571.
- SHAFFER, M.L. (1981). — Minimum population sizes for species conservation. *Bioscience*, 131-134.
- SHAFFER, M.L. (1984). — Determining minimum viable population sizes for the Grizzly bear. *Int. Conf. Bear Res. Manag.*, 5 : 133-139.
- SIMON, G. (1988). — La nature protégée : quel avenir ? *SRETIE-Info.*, 16/17 : 15-19.
- STAMP, D. (1969). *Nature Conservation in Britain*. Collins, London.
- STANLEY-PRICE, M.R. (1986). The reintroduction of the Arabian Oryx (*Oryx leucoryx*) into Oman. *Int. Zoo Yb.*, 24/25 : 179-188.
- STROMBERG, M.R. & BOYCE, M.S. (1986). — Systematics and conservation of the Swift fox, *Vulpes velox*, in North America. *Biol. Conserv.*, 35 : 97-110.
- TARENA, G.O. (1965). — Il parco nazionale Gran Paradiso. in Istituto di Tecnica e Propaganda Agraria (ed). *I parchi nazionali in Italia*. Roma.
- THIBAULT, M. (1982). — Les transplantations de Salmonidés d'eau courante en France. Saumon atlantique (*Salmo salar* L.) et Truite commune (*Salmo trutta* L.). *C. R. Soc. Biogéogr.*, 59 (3c) : 405-420.

- THOMAS, J. & ELMES, G. (1987). — La gestion des papillons. *Bull. UICN.*, 18 (7/9) : 8.
- TURCEK, F.J. (1951). — Effect of introduction on two game populations in Czechoslovakia. *J. Wildl. Manag.*, 15 : 113-114.
- VIALLARD, R. (1985). — La réimplantation de la Perdrix rouge en Lot-et-Garonne. Groupements d'intérêts cynégétiques. *Bull. ONC.*, 91 : 16-17.
- VRIJENHOEK, R.C., DOUGLAS, M.E. & MEFFE, G.K. (1985). — Conservation genetics of endangered fish populations in Arizona. *Science*, 229 : 400-402.
- WADE, N. (1978). — Bird lovers and bureaucrats at loggerheads over peregrine falcon. *Science*, 199 : 1053-1055.